

Economía Agraria y Recursos Naturales. ISSN: 1578-0732. Vol. 5, 10. (2005). pp. 19-39

Evaluación de impactos ambientales derivados de estrategias de restauración a través de las decisiones de jurados de ciudadanos

Begoña Álvarez-Farizo. C.I.T.A. *Gobierno de Aragón. Unidad de Economía*

José M. Gil. *CREDA - UPC - IRTA. Depart. de Ingenieria Agroalimentaria y Biotecnología.*

B. J. Howard. *Centre for Ecology and Hydrology. Lancaster Environment Centre.*

RESUMEN: En los últimos años hemos asistido a una serie de vertidos contaminantes que han afectado tanto a espacios naturales como a áreas urbanas, industriales y rurales. Para mitigar sus efectos se hace necesaria una gestión integrada de las áreas productivas y naturales. Sin embargo, para que esta gestión sea eficaz es necesario considerar no sólo los efectos de las posibles medidas sobre la salud o los efectos biofísicos sobre el ambiente sino también la respuesta de los individuos a estos cambios. El objetivo de este trabajo se centra en la evaluación de los potenciales impactos, tanto ambientales como sociales, que se pueden derivar de las estrategias de restauración por vertidos. El enfoque adoptado se basa en la realización de un experimento de elección aplicado en un contexto de jurado de ciudadanos reclutados en Cumbria (Reino Unido) y Zaragoza. Los resultados obtenidos permiten resaltar las ventajas de los jurados de ciudadanos frente a la encuesta individual tradicional.

PALABRAS CLAVE: Experimentos de elección, jurados de ciudadanos, elección discreta, evaluación de impactos, restauración de espacios.

Clasificación JEL: Q51, Q52, Q53.

Dirigir correspondencia a: Begoña Álvarez-Farizo. CITA. Gobierno de Aragón. Unidad de Economía. Apartado 727, E-50080 Zaragoza. Tel.: + 34 976 716354.
E-mail: balvarezf@aragon.es

Este trabajo se ha realizado con la financiación del V Programa de la Comisión Europea, dentro del proyecto STRATEGY (Sustainable restoration and long-term management of contaminated rural, urban and industrial ecosystems; Contract N.º: FIKR-CT-2000-00018).

Recibido en marzo 2005. Aceptado en febrero 2006.

Restoration strategies: using citizen's juries choices for impact assessment

ABSTRACT: Last years have brought a range of pollutant spills affecting natural, industrial, urban and rural areas. To mitigate the effects of pollutants it is necessary to adopt an integrated management of both productive and natural areas. However, to be effective, it is necessary to consider not only the health or biophysical effects of the countermeasures, but the response of the individuals to these changes. The aim of this study is on the assessment of the potential impacts, both social and environmental, derived from the implementation of restoration strategies due to spills. Our approach is based on a choice experiment applied in a context of a citizen's jury in Cumbria (UK) and Zaragoza (Spain). The results highlight the advantages of this participatory techniques vs traditional survey.

KEY WORDS: Choice Experiments, Citizen's juries, Discrete Choice, Impact assessment, Restoration, remediation.

JEL classification: Q51, Q52, Q53.

1. Introducción

Las últimas décadas han traído catástrofes debidas a vertidos contaminantes tristemente famosos y que han afectado no sólo a espacios naturales sino también a áreas urbanas, industriales y rurales (entre otras las debidas a los barcos petroleros *Exxon Valdez*, *Amoco Cadiz*, *Erika* o *Prestige*, al accidente en la planta nuclear en *Chernobyl* o la de las minas de *Aznalcóllar*¹). Los daños de la mayoría de estos desastres se extienden tanto en el tiempo como en el espacio, haciendo necesaria una gestión integrada de las áreas productivas y naturales para mitigar el impacto de la contaminación.

La aplicación de estrategias de restauración tiene efectos inmediatos sobre el entorno que inmediatamente pueden apreciarse a través de cambios en el paisaje cercano. Sin embargo, la aplicación de medidas paliativas idénticas puede llevar a resultados distintos bajo condiciones y en entornos diferentes, por lo que una gestión efectiva de estas situaciones requiere considerar no sólo los efectos en la salud y los efectos biofísicos en el ambiente sino también la respuesta de los individuos a estos cambios (Cropper y Sussman, 1990). En este caso, aun cuando una medida pueda tener efectos beneficiosos (por ejemplo, reduciendo las dosis perjudiciales para los humanos), algunas implicaciones asociadas pueden reducir la calidad de vida de aquellos afectados. Estos efectos, considerados como secundarios, y no siempre negativos, no son los que originariamente se buscaban al aplicar las distintas contramedidas para la recuperación ambiental. Incluir estos impactos en el plan de medidas puede ayudar a extender el alcance de los modelos de toma de decisiones (Cox *et al.*, 2005).

El objetivo de este trabajo consiste, precisamente, en la evaluación de los potenciales impactos, tanto ambientales como sociales, percibidos, principalmente, a través de cambios en el paisaje natural y urbano, que se pueden derivar de estrategias de

¹ Para consultar trabajos en los que se aborda la perspectiva económica de desastres contaminantes ver (entre otros): Bonnieux *et al.*, 1980; Bonnieux y Rainelli, 1991, 1993 y 2001; Carson *et al.*, 1992; Carson y Hanemann, 1992; NOAA, 1983; White y Nichols, 1982.

restauración integrales. A modo de ejemplo, en este trabajo se analizan las consecuencias de la puesta en marcha de estrategias conjuntas de eliminación o reducción, hasta límites no perjudiciales para el ser humano, de los niveles de contaminación radiactiva existentes como consecuencia de un accidente contaminante (nuclear) inesperado.

Estos efectos externos han sido identificados en el contexto del proyecto STRATEGY y afectan a los individuos tanto a través del uso directo e indirecto de su entorno circundante (como por ejemplo en actividades recreativas de exterior) como por su ausencia de uso, es decir, por el mero conocimiento del daño al medio o a los animales.

Aunque existe una vasta literatura en la valoración de efectos externos (Álvarez-Farizo y Hanley, 2006; Hanley *et al.*, 2001; Bennett y Blamey, 2001; Hanley y Mourato, 1999; Hanley *et al.*, 1997; NOAA, 1997, 1983, entre otros), es escasa en aquellos casos en los que los efectos se derivan de la aplicación de medidas de remediación. Entre estos existe una discusión abierta² sobre la necesidad o no de valorar económicamente las externalidades y de cómo hacerlo si esto fuera necesario (Mazzotta *et al.*, 1994; Unsworth y Bishop, 1994; Jones y Pease, 1997; Bonnieux y Le Goffe, 1997; Brans y Uilhoorn, 1997; Holl y Howarth, 2000; Bonano *et al.*, 2000; Navrud³, 2003; Álvarez-Farizo y Gil, 2003).

Es obvio que siempre será difícil justificar la posición de que todas las medidas disponibles para mitigar los efectos de la contaminación de un vertido deben ser aplicadas sin tener en cuenta su coste. Pero es igualmente difícil justificar que las contramedidas sólo serán aplicadas basándose en su efectividad para reducir las dosis perjudiciales sin tener en cuenta otros aspectos.

Pero ¿cómo comparar los efectos secundarios de una medida frente a los de otra? ¿Qué efecto externo nos puede interesar más evitar? Para ello necesitamos información que nos ayude a compararlos bajo una misma base o unidad de medida. Esta información se elabora habitualmente a partir de métodos basados en el uso de las preferencias tanto reveladas como declaradas, aunque estos últimos, a pesar de ser los más utilizados, son a menudo criticados basándose en aspectos tales como las limitaciones derivadas de las características de la información a proporcionar a los evaluadores y su capacidad de procesamiento; la complejidad de los ejercicios; las dificultades de valoración cuando no se tiene experiencia previa en atribuir valor a este tipo de bienes; la disyuntiva entre valores individuales frente a comunitarios o la influencia de las preferencias y actitudes previas genéricas por los bienes ambientales (Swait y Adamowicz, 1996; Mazzotta y Opaluch, 1995). Para superar estas dificultades, en trabajos recientes (Kenyon *et al.*, 2001; Kenyon *et al.*, 2003; MacMillan *et al.*, 2003; Álvarez-Farizo y Barberán, 2003), se incorporan procesos más interactivos y partici-

² Sobre cuestiones éticas y los principios que subyacen en la valoración económica ver Spash, 2000.

³ Estos trabajos [Mazzotta *et al.* (1994), Unsworth y Bishop, (1994), Jones y Pease, (1997), Brans y Uilhoorn (1997) y Navrud, (2003)] sugieren otros enfoques en la evaluación de daños ambientales (distintos al que nosotros planteamos aquí aunque no contrario, de este modo apuestan por medidas de restauración compensatoria en lugar de una valoración económica en un sentido amplio, incluyendo medidas que compensen a los individuos cuando el daño en sí no puede ser reparado.

pativos a los ejercicios de valoración. Estos trabajos se encuentran en una línea de trabajo que aboga por utilizar métodos deliberativos en los que el público tenga una participación activa (Spash, 2000; O'Connor, 2000a y b; Kontoleon *et al.*, 2001)⁴ y que encuentra apoyo institucional, por ejemplo, en la declaración de la convención Aarhus de 1998 « ... en materia ambiental, un mejor acceso a la información y la participación pública en la toma de decisiones mejoran la calidad y la puesta en práctica de las decisiones ...».

Para superar las dificultades expuestas, y con el fin de explorar las posibilidades de los métodos basados en preferencias expresadas en un entorno deliberativo y participativo, en este trabajo hemos combinado un método participativo, los jurados de ciudadanos con una técnica de valoración ambiental, los experimentos de elección (EE).

Con el jurado de ciudadanos, hemos pretendido recoger el juicio de los individuos como ciudadanos responsables, sin intereses particulares relevantes; representando adecuadamente a su comunidad en la tarea de trabajar sobre un asunto que les concierne (Sagoff, 1988). Sus decisiones se recogen en un cuestionario, del que una parte importante es un experimento de elección. Este último puede informarnos sobre si el bienestar de los individuos se ve afectado por los impactos derivados de la restauración; sobre los intercambios que pueden llegar a aceptar entre mejoras alternativas, y, por tanto, el coste al que están dispuestos a incurrir para conseguir las, y la importancia relativa que tiene cada una de las posibles consecuencias de una medida.

Para alcanzar el objetivo propuesto, el trabajo se ha estructurado en tres apartados. El primero describe la metodología utilizada y justifica la validez de la utilización de jurados de ciudadanos. A continuación, se describe el diseño del experimento y el escenario del análisis. En los dos siguientes apartados se comentan los principales resultados obtenidos. El trabajo finaliza con unas consideraciones sobre las limitaciones del estudio y las posibles líneas de investigación futuras.

2. Los experimentos de elección en jurados de ciudadanos

Existe una gran variedad de instrumentos para incorporar la opinión pública a los procesos de toma de decisiones públicas (entre ellos, las encuestas, los referendos, los paneles y los jurados de ciudadanos). Cada uno de ellos puede ser útil según los objetivos y las circunstancias en que se realiza el estudio. Por otra parte, la mayoría de los estudios de valoración ambiental recogen la información a través de encuestas a la población general. Dichas valoraciones se basan en las preferencias individuales, bien reveladas o bien declaradas, emulando a aquellas que se realizan acerca de bienes de mercado. Pero si, como Sagoff (1998) apunta, la sociedad decide (en

⁴ Estos trabajos recogen los aspectos puestos de relieve durante la acción concertada EVE (Environmental Valuation in Europe), que tenía como fin la búsqueda de métodos de valoración de bienes y servicios ambientales y VALSE (Valuation for Sustainable Environments) que pretendía demostrar procesos sociales efectivos para la valoración de bienes ambientales y del capital natural con fines de conservación y de diseño de políticas sostenibles.

aspectos tales como salud, seguridad, medio ambiental y ética) basándose en preferencias comunitarias (y no en preferencias individuales agregadas), cuando un individuo participa en una encuesta, lo hará, en la medida de sus posibilidades, tratando de interpretar los objetivos de su comunidad con la intención de decidir como miembro responsable de la misma. Si esto fuera cierto, en los ejercicios habituales de valoración de intangibles a través de cuestionarios, podríamos estar obligando al individuo a manifestar sus preferencias como consumidor en lugar de como ciudadano, si éste fuera su interés.

Un enfoque de jurado de ciudadanos (JC) (Jefferson Centre, 2004) o de Market Stall (MacMillan *et al.*, 2002) puede evitar, en parte, este problema. El jurado de ciudadanos, como técnica, recoge el juicio de los participantes como individuos corrientes, sin intereses particulares relevantes y es una combinación equilibrada entre posibilidad de deliberación, independencia de opinión, acceso a la información, buen uso del tiempo y escrutinio del proceso (Coote y Lenaghan, 1997). Los participantes seleccionados (entre 10 y 15, por lo general) deben ser representativos de su comunidad; recibirán información de los expertos y afectados y pueden cuestionar y plantear aspectos que hayan podido ser obviados por los investigadores para ser incluidos en la evaluación. Es decir, el proceso se retroalimenta incorporando y modificando la información y el planteamiento del estudio si esto fuera necesario. En algunas versiones de los jurados se forman equipos más pequeños para diseñar cursos de acción (ver, por ejemplo, Coote y Lenaghan, 1997, para el diseño de políticas sanitarias; Aldred y Jacobs, 2000, sobre usos del suelo de antiguos humedales; Kenyon *et al.*, 2001, para alternativas para reducir el tráfico). Sin embargo, aunque Brown *et al.* (1995) y Brown *et al.* (1995) sugerían que podría ser utilizado para estimar los daños ocasionados a recursos ambientales, sólo unos pocos trabajos se han planteado la utilización de jurados de ciudadanos para valorar, económicamente, dichos impactos (entre ellos, MacMillan *et al.*, 2002; Álvarez-Farizo *et al.*, 2006). En este trabajo, hemos optado por esta opción ya que, por un lado nos permite obtener el valor social que supone aplicar medidas de remediación tras la aplicación de estrategias descontaminantes y, por otro, atender a las motivaciones y distintas perspectivas desde las que se aborda el complejo tema de los daños por restauración. Además, con esta técnica combinada pretendemos profundizar en la complejidad del proceso de formación de preferencias.

En relación con el instrumento para obtener la información sobre las preferencias, la técnica de los experimentos de elección, es, probablemente, la más utilizada hoy en estudios de valoración ambiental (Hanley *et al.*, 2005; Rodríguez y León, 2004; Álvarez-Farizo y Gil, 2003; Hanley *et al.*, 2001; Bennett y Blamey, 2001; entre otros). Los experimentos de elección pertenecen a la familia de técnicas de análisis conjunto (Green y Srinivasan, 1978; Hair *et al.*, 1995; Blamey *et al.*, 1996, 1997, 2001) y comparten el objetivo básico de estimar valores de no mercado a través de medir la disposición al pago o a ser compensado para conseguir una determinada mejora o evitar un daño derivado, en nuestro caso, de la puesta en práctica de las medidas contra la contaminación radioactiva. Se trata de técnicas de preferencias declaradas ya que se requiere a los entrevistados que *declaren* sus preferencias en un entorno hipotético.

Los modelos o experimentos de elección contienen elementos de la teoría del valor (Lancaster, 1966) y del comportamiento del consumidor: básicamente la elección racional y la teoría de las preferencias. De la teoría del valor podemos decir que los individuos consiguen utilidad a partir de las características de las cosas, ya sean bienes, servicios, ideas, más que del bien como un todo. Para Lancaster, las características relevantes deben ser definidas no en términos de las reacciones individuales hacia el bien sino en términos de medidas objetivas, en términos de las propiedades del bien en sí mismo. Esto, trasladado al caso que nos ocupa de evaluación de los efectos externos derivados de medidas de remediación, supone descomponerlos en sus aspectos relevantes, en medidas objetivas y, no en términos de las reacciones individuales hacia la contramedida. El interés se centra así en las reacciones a las consecuencias objetivas de las contramedidas consideradas individualmente o en paquetes.

Los entrevistados pueden emplear una variedad de estrategias para realizar sus elecciones⁵. La más común y directa es la optimización: se les pide a los individuos que elijan aquella opción que haga máximo su bienestar. Esto supone comparar el impacto en términos de los costes y beneficios esperados y elegir aquella opción que más le satisfaga⁶. En este caso, una estrategia de restauración será preferida a otra si la utilidad derivada de las características o consecuencias favorables (o impactos) de la primera son mayores (o inferiores) a aquellas de la segunda; esto es suponiendo modelos de utilidad aditiva. No obstante, si asumimos ciertos elementos lexicográficos en las preferencias de bienes ambientales, los modelos de utilidad aditiva no serían válidos puesto que, en este caso, la utilidad derivada de cada atributo-nivel sería independiente de la utilidad derivada del resto, ya fuera ésta positiva o negativa.

Para cualquier estrategia de decisión, la base del comportamiento de los experimentos de elección es la teoría de la utilidad aleatoria (Random Utility Theory, RUT o TUA, Teoría de la Utilidad Aleatoria, en castellano). Bajo TUA, el objeto de la elección se descompone en una parte determinista (función de las características observables del individuo y de los impactos) y en otra no observable que influye en la elección individual: el término de error. Por tanto, nuestro punto de partida es la siguiente expresión de la función de utilidad indirecta individual (U):

$$U_{ij} = V_{ij}(X_{ij}) + e_{ij} \quad [1]$$

donde, V_{ij} es una función determinista de X_{ij} , que es un vector que recoge tanto las características del objeto de estudio como las pertenecientes al individuo (socio-demo-económicas); y e_{ij} es el componente estocástico de la utilidad, no observable. Los supuestos que hagamos sobre este término de error determinarán el modelo (logit, mother logit, probit ...). El supuesto más habitual es considerar que el término de error sigue una distribución Gumbel o Weibull. Por ello, el modelo más aplicado ha sido el logit multinomial o condicional (MNL)⁷. Por tanto, teniendo en cuenta [1],

⁵ Sobre estrategias de decisión consultar Blamey *et al.* (1997).

⁶ Manteniendo ciertas restricciones por encima de un nivel determinado.

⁷ Los modelos MNL requieren se cumpla la propiedad de que cada término de error se distribuya de forma idéntica e independiente del resto (IID). Las consecuencias de incumplimiento de esta restricción y las correspondientes alternativas de análisis se pueden encontrar en Louviere *et al.*, 2000.

la probabilidad de elegir una combinación de impactos determinada dependerá tanto de los impactos como de las características socioeconómicas individuales. De este modo, una determinada combinación tendrá mayores posibilidades de ser elegida a medida que los impactos beneficiosos percibidos aumentan y/o los impactos perjudiciales percibidos y el coste de la misma disminuyan. Esta probabilidad se convierte así en un indicador de la satisfacción relativa proporcionada por la estrategia de restauración (Louviere *et al.*, 2000).

Así, la probabilidad de que un individuo prefiera la opción m del conjunto de elección j , se puede expresar como la probabilidad de que la utilidad de la primera sea mayor que la del resto, es decir,

$$P [(U_{im}) > U_{ij} \forall j \neq m] = P [(V_{im} - V_{ij}) > (e_{ij} - e_{im})] \quad [2]$$

Asumiendo que la habitual distribución del término de error es Weibull idéntica e independientemente distribuida, la probabilidad de elegir cualquier alternativa m se puede expresar también como (McFadden, 1974):

$$P [(U_{im}) > U_{ij}, \forall j \neq m] = \frac{\exp (\mu V_{im})}{\sum_j \exp \mu V_{ij}} \quad [3]$$

donde μ representa el parámetro escala, no estimable independientemente de los parámetros de la función. La disposición al pago por un cambio marginal en cualquiera de los atributos/impactos analizados se obtendrá a partir del cociente entre el coeficiente estimado de cada uno por el coeficiente del atributo coste

$$-\beta_m/\beta_j \quad [4]$$

Esta disposición al pago diferirá de la obtenida en una encuesta convencional, ya que ha habido tiempo y oportunidad para haber sido madurada. La maduración se deriva de un proceso en el que la combinación de deliberación y la disposición de tiempo suficiente para la reflexión permitirá aflorar las dudas y otros aspectos, que si bien pueden estar relacionados de manera indirecta con el problema a evaluar, hay ocasiones en las que no aparecen inmediatamente. En particular, si hubiera características relevantes del bien objeto de estudio, obviadas en una primera etapa del análisis, en un ejercicio convencional de valoración con experimentos de elección, podríamos llegar a intuirlo, pero en cualquier caso no llegaríamos a saber qué aspectos de interés nos hemos dejado en el tintero. La deliberación hará posible una corriente de ideas multidireccional en las que los aspectos relevantes para unos lleguen a los otros participantes, realimentando la discusión y enriqueciendo las perspectivas. Está claro que puede haber elementos que pueden ser positivos para unos y negativos para otros (o beneficios y costes según para quién) y que pueden acarrear connotaciones desconocidas para el analista. Por ejemplo, un paisaje industrial o uno natural transformado con elementos industriales como pueda ser un parque eólico, mientras que para unos los aerogeneradores degradan el paisaje, para otros es la representación de

la modernidad tecnológica, del cambio hacia la sostenibilidad. Entre los primeros, para algunos esa degradación no admitiría negociación posible. Sin embargo, otros podrían estar dispuestos a aceptar cierto grado de degradación escénica con ciertas limitaciones y si tuvieran a cambio cierta compensación en la garantía de sustitución de una energía por otra, etc. Estas connotaciones, estos intercambios razonados nunca los hubiéramos podido obtener en una encuesta realizada al modo tradicional, ya que hay elementos interrelacionados que, aunque no aparezcan en el ejercicio, están siendo examinados de modo simultáneo.

Otro aspecto a resaltar es la distinta perspectiva de la evaluación, y por tanto de la disposición al pago, en el caso de la encuesta tradicional se está obteniendo la respuesta del individuo mientras en el de un jurado se obtiene la del ciudadano. Por ejemplo, la disposición al pago así obtenida, reflejará las discusiones en las que la opinión del ciudadano habrá quedado patente, mientras que las particulares, probablemente se hayan visto inhibidas por el entorno⁸. En las encuestas tradicionales se requiere al individuo una cantidad o una respuesta afirmativa o negativa sobre una cantidad, y si bien existe la posibilidad de que éste intente «agradar» a su interlocutor aceptando una cantidad que puede no reflejar en absoluto sus preferencias, en el mejor de los casos solo tiene que tener en cuenta su bolsillo para responder. En un ejercicio con jurado de ciudadanos, la participación pondrá sobre la mesa aspectos de relevancia colectiva que incluso pueden no afectar al individuo de modo particular, pero sí como integrante de una sociedad local. De este modo, la disposición al pago no será ya tan solo por aquello que le va a beneficiar como individuo, sino por aquellas cosas que favorecen a su comunidad.

Para terminar esta argumentación, al principio apuntábamos la ausencia de preferencias claramente definidas para la mayoría de bienes intangibles (si no de todos) y de cómo, en el caso de encuestas convencionales, las preferencias se construyen *ad hoc*, en muy poco tiempo y sin posibilidad de cambiar lo elegido, entre otros aspectos. Los experimentos de elección durante las sesiones de los jurados se pueden realizar tras haberse completado un determinado itinerario de tareas como son las de deliberar sobre determinados puntos, de modo que, a partir de las *preferencias genéricas*⁹, los participantes construyan sus preferencias de modo más meditado, y de acuerdo con sus principios más profundos, para el bien en estudio. En este proceso manifiestan no solo las elecciones finales que componen los experimentos de elección, sino que han permitido aflorar sus actitudes, pensamientos, sentimientos, experiencias, etc., a lo largo de todo el ejercicio, permitiendo además incorporar y hacerse portavoz de aquellas otras preferencias genéricas de los más allegados y personas importantes para él.

⁸ Con esto nos referimos a que en un entorno donde se está discutiendo el bien común no existe ambiente propicio para manifestar intereses particulares, ya que estos se considerarían inapropiados. Por otro lado, los intereses de colectivos, como puedan ser por ejemplo agricultores, organizaciones de empresarios, etc., tienen el «respaldo» de abogar por una causa común de su grupo de pertenencia, lo que sería lícito en un jurado de ciudadanos.

⁹ Por este término nos referimos a todo ese compendio de actitudes, creencias y experiencias que constituyen la base sobre la que se asientan las preferencias por bienes específicos.

Al final del proceso, los participantes tendrán una visión clara del problema, conocerán las implicaciones de las distintas opciones y podrán sopesar que actitud adoptar en sus decisiones, de modo que sus preferencias se habrán definido claramente en el momento del ejercicio de evaluación.

3. Diseño del ejercicio y resultados

El ejercicio de evaluación se ha realizado en dos localizaciones¹⁰, el condado de Cumbria en el Reino Unido y la provincia de Zaragoza, en España, entre los meses de abril y mayo de 2003. En cada escenario se simulaban las consecuencias de un accidente nuclear. En este sentido se definieron los esquemas de deposición y se creó una base de datos que recogía aspectos tales como características del suelo, tamaño de las poblaciones, uso de la tierra, prácticas agrícolas, tasas de producción de alimentos, hábitos de vida (dietéticos, actividades de todo tipo), características de la población; etc., para cada uno de estos lugares (Cox *et al.*, 2005). A partir del escenario creado de contaminación se diseñaron estrategias óptimas de restauración, teniendo en cuenta las características de cada entorno y la efectividad de las diferentes medidas. Asimismo, se simulaban los efectos de las contramedidas sobre el paisaje. A partir de aquí nuestra tarea consistió en organizar un grupo en cada localidad, los jurados de ciudadanos, en cuyo reclutamiento se les notificó que habían sido seleccionados para valorar las consecuencias de la restauración y que su opinión era vinculante, de tal modo que el diseño de las estrategias remediadoras se haría a partir de las opiniones vertidas durante las sesiones. Asimismo, se les dijo, que al término del ejercicio, y durante los próximos meses, podrían consultar los informes donde quedaría reflejada su contribución en la decisión que allí se alcanzase.

El diseño del experimento de elección fue similar en las dos localizaciones, si bien en cada caso el cuestionario difería en la parte correspondiente a reflejar el conocimiento y las actitudes hacia su propia realidad local. En el caso de Cumbria ya tenían experiencia en relación tanto con un contaminante radioactivo (en determinadas zonas aún se mantienen algunas restricciones derivadas de la deposición subsiguiente al accidente en Chernobyl) como con una epidemia (fiebre aftosa) que requirieron medidas de actuación drásticas por parte de las autoridades locales. En cuanto a la parte fundamental del cuestionario, consistente en las alternativas que se ofrecen para la elección, era común a todos ellos salvo lo referente a la moneda. De este modo, a los individuos se les presentaban distintos conjuntos de alternativas de entre las que tenían que seleccionar la preferida, en caso de existir alguna.

Los jurados de ciudadanos se convocaron en distintos foros y se reunieron durante dos ocasiones separadas por un intervalo de 5-7 días. Se intentó que la población

¹⁰ La elección de los espacios ha venido motivada por la localización de los equipos de investigación. No obstante, en lo referente al condado de Cumbria, sede del equipo coordinador del proyecto STRATEGY, el interés venía motivado por haberse visto afectado por el accidente ocurrido en la planta nuclear de Chernobyl.

de las zonas estuviera representada equilibradamente quedando, tras la selección, un jurado de 25 personas para Cumbria y 17 para Zaragoza¹¹.

En las sesiones se contó con la colaboración de los distintos expertos que habían elaborado las medidas paliativas y con los ecólogos encargados de adelantar las consecuencias probables, con la intención de que aclararan las dudas técnicas que pudieran surgir de las discusiones. Asimismo, se mostró abundante material gráfico que incluía fotografías de las zonas tanto actuales como manipuladas, simulando como quedarían los espacios-recursos tras la aplicación de las medidas anti-contaminación. El cuestionario incluía, además, información socioeconómica y demográfica de los participantes, que sirvió, en la etapa de análisis, para establecer, junto con sus actitudes ambientales y sociales, patrones de elección y de comportamiento en el proceso de decisión a través de un análisis factorial.

La parte central del cuestionario era la de la elección propiamente dicha. Las alternativas se construyeron como conjuntos de impactos ambientales y sociales derivados de la aplicación de las medidas y tomaban dos valores: mínimo o ausente, o

CUADRO 1
Descripción de impactos (atributos) y niveles

Coste de la opción € y £	€ 0-18-60-108-150 (España)	£ 0-12-50-85-110 (Inglaterra).
Pérdida de biodiversidad y del paisaje natural	Ausencia de cubierta vegetal, solo barro y pocas posibilidades de poder ver aves de presa.	Con cubierta vegetal, y posibilidad de ver aves de presa.
Contaminación del agua	No es posible el uso recreativo	Posibilidad de uso recreativo de las aguas continentales: ríos, lagos, para nada, pescar, navegar ...
Trastornos en su vida diaria	No es posible la monitorización independiente o por usted mismo de los productos de consumo. Tiene que confiar en el sistema de inspectores local	Existencia de inspectores independientes junto con la posibilidad de poder comprobar usted mismo los niveles de seguridad de los productos de consumo.
Bienestar animal	Sacrificio inmediato de animales por disparo.	Establecimiento de un programa de sacrificio de los animales evitando en lo posible todo sufrimiento innecesario.
Patrimonio Cultural e Histórico	Ninguna restauración después de la limpieza del contaminante.	Restauración de edificios (muros, paredes, tejados) a su aspecto original.

¹¹ El reclutamiento de participantes se hizo de modo similar en ambos países. Tras contactar con los distintos individuos y preseleccionarlos según características personales, de modo aleatorio se seleccionó el grupo final. Sobre el número de participantes se intentó que fuera el mayor posible dentro de las restricciones presupuestarias y teniendo en cuenta que todos los participantes debían tener ocasión de expresar su opinión cuantas veces quisieran y al menos una vez para cada punto.

presente¹². Cada opción, concretamente, incluía cinco posibles resultados de la aplicación de la estrategia de remediación, siendo todos ellos negativos. En el cuadro 1 se muestran los impactos y los valores que estos tomaron a lo largo del ejercicio.

De la combinación de los posibles impactos y su coste de restauración resultan 160 combinaciones. Dada la imposibilidad de poder evaluar cada una de estas 160 opciones, así como de establecer bloques (Louviere *et al.*, 2000; Montgomery, 2001), teniendo en cuenta el instrumento utilizado para la recolección de las elecciones (jurado), se ha optado por un diseño de efectos principales y 2 interacciones de segundo orden para los dos extremos del atributo coste, reduciendo el número de tarjetas a 16 (con un diseño factorial fraccional¹³). Cada tarjeta consta de dos opciones, en las que varía la combinación de impactos, más la posibilidad de no elegir ninguna, que supone quedarse con el daño sin remediar tras la retirada del contaminante. A través de la modelización de las elecciones de cada opción preferida a lo largo de las dieciséis tarjetas es posible determinar los intercambios que están dispuestos a hacer o, en otras palabras, qué es lo que están dispuestos a sacrificar para asegurarse más (o menos) de otro atributo. Por ejemplo, pagar más para asegurar que no hay sufrimiento animal o conseguir que se restauren los edificios singulares o incluso, sacrificar un bello paisaje para tener un entorno más seguro. Además, al incluir el coste de remediación del impacto, podremos medir cómo los individuos *valoran*¹⁴ determinado daño ambiental a partir de [4]. Esto hace posible inferir la valoración del cambio desde el status quo (la situación en la que estarían si no se evitasen o corrigiesen los impactos ambientales de la restauración) a una situación en la que se corrige precisamente ese daño o conjunto de daños; en otras palabras, la disposición al pago por evitar un daño concreto. Este factor, el coste monetario de la recuperación, se tuvo que plantear de modo distinto para cada país. En el caso de Cumbria se diseñó como un aumento en los impuestos en diferentes cuantías, mientras que para el caso de España, esto suponía un riesgo de rechazo del ejercicio, como pudimos comprobar en los ejercicios piloto; por ello, se optó por un aumento en el coste la cesta de la compra anual con carácter indefinido.

4. Motivaciones y actitudes generales de los participantes

En términos generales se constató que las prioridades eran muy similares para ambos grupos, con la excepción del empleo, que mientras en Zaragoza ocupaba el segundo lugar de importancia, para el grupo de Cumbria era el menos importante.

¹² Las estrategias de remediación pueden afectar tanto a la biodiversidad (casi todas las medidas que aplican tratamientos al suelo, vegetación o cosechas) y al bienestar animal (aquellas que cambian la gestión del ganado y su longevidad) de modo simultáneo. Para estimar estos valores es necesario describir las implicaciones de las medidas y el grado de cambio que pueden ocasionar. Por ello es recomendable contar con la colaboración de expertos en los sistemas afectados para comprender como pueden llegar a percibirse esos cambios por parte del público no experto.

¹³ Sobre diseño factorial fraccional ver Louviere *et al.*, 2000, pp. 90 y ss., Montgomery, 2001, pp. 303 y ss., y los trabajos de Street *et al.*, 2005 y Burgess y Street, 2004.

¹⁴ Precio implícito.

Este hecho puede deberse a un triple motivo: 1) a que las prioridades en cada país son diferentes (en este sentido las prioridades encontradas en el caso español están de acuerdo con los resultados de encuestas sociológicas recientes (CIS,1999); 2) también puede deberse a la composición de los grupos, ya que la edad media en Cumbria era superior en 10 años (50 frente a 40) a la de Zaragoza; y 3) a la menor incidencia del desempleo en el Reino Unido en relación con España.

En cuanto a los conocimientos y a la percepción sobre los efectos de la contaminación radioactiva, en general, las impresiones fueron muy similares: afecta a las generaciones futuras más a que a las presentes; a la vida animal acuática más que a la terrestre y, en menor medida, al paisaje. El grupo de Cumbria resaltó los efectos sobre la economía local, mientras que para el grupo español dicho efecto era el que menor incidencia tendría en caso de contaminación accidental.

En cuanto a las actitudes hacia temas generales, y hacia la energía nuclear en concreto, en el Anejo se recogen los resultados obtenidos en cada localización hacia diferentes afirmaciones planteadas. Se han utilizado escalas de cinco valores en las que el 5 indica el mayor grado de acuerdo y 1 el mayor grado de desacuerdo. Estas afirmaciones eran diferentes en ambos grupos ya que las cuestiones concretas en torno a accidentes nucleares no eran familiares para el grupo de Zaragoza.

En general, el grupo de Cumbria parece ser unánime en el rechazo a productos que hayan tenido relación con alguna fuente de contaminación aun estando garantizada su inocuidad; demandan mayor información en todos los aspectos relacionados con las consecuencias de la contaminación y del accidente en sí y no muestran, en un principio, actitudes formadas hacia pagar por remediar un daño.

A pesar de las diferencias en las cuestiones planteadas, ambos grupos presentan similitudes, tales como la demanda de mejor información, el rechazo hacia cierto tipo de productos cuya seguridad está actualmente en entredicho, cierta tendencia a una actitud altruista declarada a lo largo de las distintas secciones y opiniones contrarias a la producción de energía a partir de fuentes nucleares. En general, el comportamiento altruista se ve acentuado en las personas más jóvenes y con descendientes de corta edad.

5. Valoración individual y colectiva

Cada opción, tal como se ha mencionado anteriormente, estaba compuesta por la descripción de cinco impactos ambientales y sociales derivados de la puesta en marcha de una estrategia de remediación, incluyendo además el coste. Todos los impactos tenían consecuencias negativas, por lo que, previo al ejercicio de elección, se les solicitó su ordenación, de mayor a menor importancia, según el orden en que deberían ser protegidos y cuidados, con el fin de comprobar si las respuestas eran coherentes con las elecciones posteriores. Los resultados de dicha ordenación en las dos localizaciones se recogen en el cuadro 2, resaltándose las diferencias existentes en negrita y cursiva. En principio se aprecia que, prácticamente, los grupos de ambos países manifiestan unas preferencias similares, a pesar de la diferencia cultural, de la edad de los integrantes y de la capacidad adquisitiva.

CUADRO 2
Ordenación de aspectos susceptibles de impacto*

	Cumbria	Zaragoza
Contaminación del agua	1	1
Trastornos en la vida diaria	2	2
Pérdida del paisaje y la biodiversidad	3	3
Bienestar animal	4	4
Aumento del gasto	5	6
Patrimonio cultural	6	5

* Orden de preferencia, siendo 1 el preferido.

En lo que respecta al experimento de elección, además de las variables incluidas en el cuadro 2, se consideraron las características sociodemográficas de los componentes del jurado (renta, edad, nivel de educación, número de hijos menores de 26 años, etc.). Los resultados de la estimación se muestran en el cuadro 3.

CUADRO 3
Parámetros estimados del modelo de elección

	Cumbria	Zaragoza
Pérdida del paisaje y la biodiversidad	0,851 (5,24) ⁱⁱⁱ	1,134 (5,08) ⁱⁱⁱ
Contaminación del agua	0,342 (2,53) ⁱⁱ	0,613 (3,03) ⁱⁱⁱ
Trastornos en la vida diaria	0,418 (3,10) ⁱⁱⁱ	0,597(3,41) ⁱⁱⁱ
Bienestar animal	0,681 (4,72) ⁱⁱⁱ	0,234 (1,22)
Patrimonio cultural	0,159 (1,22)	0,317 (1,86) ⁱ
Aumento del gasto	-0,0264 (-3,37) ⁱⁱⁱ	-0,0187 (-2,86) ⁱⁱⁱ
Renta*Gasto	0,000000447 (4,03) ⁱⁱⁱ	0,000000168 (2,63) ⁱⁱ
ASC-Opción 1	-0,983 (-1,88) ⁱ	-2,10 (-3,92) ⁱⁱⁱ
ASC-Opción 2	-1,103 (-3,16) ⁱⁱⁱ	-2,16 (-2,84) ⁱⁱⁱ
Log-L	-332,4373	-223,8432

Notas:

- Los valores entre paréntesis se corresponden a los *t* ratios, ⁱⁱⁱ = $p > 0,01$, ⁱⁱ = $p > 0,05$, ⁱ = $p > 0,1$; * indica interacción de la variable correspondiente con la variable gasto;
- **ASC_opción i** es una constante específica que adopta el valor 1 si el individuo elegía la opción i.
- La variable renta ha sido definida en nueve intervalos para los que se ha tomado el punto intermedio de cada uno.

Los resultados son muy similares para ambos países, con la excepción del bienestar animal, que no resultó importante para el jurado de Zaragoza y el patrimonio cultural, que no lo fue para el de Cumbria. Esto no significa que, en el caso de Cumbria, no valoren su herencia cultural sino que en el momento de elegir y teniendo en cuenta los otros impactos, éste no era tan importante como para determinar sus elecciones; es decir, que sus decisiones se han visto influidas por otros impactos que ellos consideraban determinantes. Con relación al bienestar animal, ocurre algo simi-

lar, aunque en este caso la tradición proteccionista hacia los animales en España es prácticamente nula, acentuado además por el carácter urbano de los participantes. Por el contrario, los componentes del grupo británico, además de su propia tradición proteccionista, tenían reciente la experiencia de la fiebre aftosa pocos meses antes de la realización de este experimento, lo que puede explicar que el bienestar animal sea valorado de forma tan significativa; es más, durante el proceso de deliberación, los participantes, manifestaron autentica preocupación y se constataba el drama recientemente vivido en la zona, en primera persona en algunos casos. En este punto las opiniones se aproximaron en poco tiempo, ya que no había ninguna postura contraria, sino alguna que no le había atribuido la misma importancia que los otros participantes, de modo que se adoptó una postura de comunidad casi de inmediato. Algo muy similar, aunque no con la misma intensidad, se produjo en el grupo de Zaragoza, en relación con la contaminación del agua como se verá enseguida.

Según el cuadro 3, según los parámetros estimados, los aspectos más valorados son el paisaje y la biodiversidad aunque cuando se les preguntó directamente (cuadro 2) manifestaron que era la contaminación del agua (que aquí pasa a ocupar el cuarto lugar, para Cumbria, y el segundo para Zaragoza). Esto puede ser debido a que en la ordenación directa no se les informó del grado de deterioro que implicaba el impacto, y se asumió que afectaba, principalmente, al agua para consumo; mientras que en el segundo caso, en la elección de alternativas de corrección de daños secundarios, sí que se dejaba claro el grado de impacto, el daño que se causaba y cómo podía ser percibido (mostrando fotografías cuando era posible y enumerando los usos permitidos y las limitaciones de los recursos). Además, en la ordenación de impactos previa al debate, a los participantes únicamente se les solicitó su opinión sobre la importancia de la contaminación del agua, en general, mientras que en el momento del debate propiamente dicho, se restringieron los daños por contaminación del agua a la reducción de las alternativas de ocio proporcionadas por el uso de las masas de agua. En el caso del grupo de Zaragoza, la asignación a este impacto de una mayor importancia lo atribuimos a la conciencia colectiva existente de proteger las masas de agua ya que están, de modo periódico, sujetas a sequías cíclicas severas, además de las connotaciones políticas que el tema del agua ha generado, y continúa generando, en Aragón. Esto se ve apoyado por la postura adoptada en la etapa de deliberación con respecto a este tema, que fue unánime, comprobándose cómo, más que debate, se produjo una enumeración de hechos, sentimientos y percepciones muy similares, donde los participantes se apoyaban unos a otros, reafirmando en lo que nosotros percibimos como un espíritu de comunidad.

En cuanto al atributo de coste-gasto, es significativo en ambos grupos y con el signo esperado: a mayor coste menor utilidad, aunque es el que menos ha influido en la decisión de los jurados, en línea con cómo fue abordado durante el debate. En este caso, en Zaragoza, hubo variadas posturas en lo referente a quién debía asumir el coste aunque, en general, todos asintieron en que, al final, repercutiría en las familias a través del aumento general de precios y que era realista asumir desde un primer momento que todos iban a verse afectados. El grupo de Cumbria llegó también a una postura de consenso, ya que aunque para ellos el estado tiene que asumir los costes,

emplearlos para este fin supone detraerlos de otras alternativas por lo que salvo ligeras discrepancias estuvieron conformes con la subida de impuestos.

Referente al atributo sobre pérdida de paisaje y biodiversidad, ambos grupos fueron asumiendo distintas posturas acerca de la importancia de la pérdida de un paisaje poniendo de manifiesto lo que parecieron ser unos derechos comunitarios de propiedad sobre aspectos que ellos consideraban ligados a su identidad. Este fue quizá uno de los aspectos más importantes en el debate, ya que en lo referente a los otros atributos, el consenso pasaba por reconocer lo que beneficiaría o no a la comunidad, como algo exógeno. Sin embargo, un cambio en el aspecto de sus paisajes suponía un cambio en la comunidad misma.

Entre las variables socioeconómicas, la única variable que aporta información ha sido la renta, interaccionando con la del factor coste. Como se puede apreciar, dicha variable es significativa en ambos casos, lo que indica que los miembros del jurado con mayor renta están dispuestos a pagar más que los otros.

En cuanto al signo de las dos variables referidas a las alternativas ASC-Opción 1 y 2., puede ser contrario a lo esperado ya que un signo negativo, en principio, podría indicar que no hacer nada, es decir, no restaurar el entorno genera más utilidad que lo contrario, pero las ASC recogen, además, aspectos no controlables por parte del analista, que hacen que sea casi imposible conocer con exactitud toda la información que recoge dicha variable por lo que el signo que puede adoptar no se puede determinar a priori.

El patrón de comportamiento en el desarrollo de las preferencias de los grupos fue el esperado. Antes de la sesión, no había habido interacción previa entre los participantes, no se conocían, y la mayoría de las cuestiones del ejercicio de valoración eran nuevas para casi todos ellos. A lo largo del ejercicio, a través de la deliberación y la discusión se apreciaba un cambio de postura en ambos grupos y una mayor comprensión y compromiso con su labor en el jurado.

Aunque el tamaño del experimento puede considerarse amplio (16 tarjetas), el contexto en el que se realizó, de jurado de ciudadanos, donde se facilitó toda la información que requerían los jurados, con lapsos para el descanso y la reflexión, evitó el desgaste y agotamiento de los participantes.

Tras la elección, se consultó a los jurados por los motivos que habían inspirado sus elecciones. En general, la mayor parte de los ciudadanos admitieron que su comportamiento se movió más por los intereses colectivos que por sus propios intereses particulares. Es decir, sus respuestas reflejaron los deseos y valores no como individuos sino como representantes de sus familias, grupos o colectivos.

La traducción en valores monetarios de los parámetros del cuadro 3 se interpreta como la disposición a pagar por la recuperación de los distintos aspectos planteados. Los resultados se recogen en el cuadro 4.

En general, la disposición al pago por recuperar la situación previa de la que gozaban, es superior en Zaragoza que en Cumbria, aunque, como ya se ha comentado anteriormente, el grupo español no muestra disposición alguna al pago por garantizar el bienestar animal en una situación de emergencia, mientras que el grupo de Cumbria no está dispuesto a pagar por recuperar el estado de su patrimonio cultural. La dife-

CUADRO 4
Valoración de impactos

En €	Cumbria*	Zaragoza
Pérdida del paisaje y la biodiversidad	46,61	60,00
Bienestar animal	37,29	No se puede inferir un valor
Contaminación del agua	18,76	32,72
Trastornos en la vida diaria	22,90	31,87
Patrimonio cultural	No se puede inferir un valor	16,91

* El cambio utilizado ha sido 1,444949/€.

rencia en la cuantía puede deberse a la reciente experiencia del pueblo español con un contaminante extensivo, como es el petróleo, en las costas gallegas (tan sólo unos meses antes a realizar este experimento), lo que motivó un aumento de la concienciación por parte de la población ante las consecuencias de contaminaciones accidentales. Asimismo, la edad media era menor en el caso de Zaragoza, con hijos aún pequeños, por lo que podría haber cierto componente altruista y/o de legado inmerso en esta valoración.

6. Conclusiones

En este trabajo se combinan los experimentos de elección en un contexto de jurado de ciudadanos para evaluar impactos ambientales. En concreto, utilizamos este enfoque para medir los potenciales impactos de medidas de restauración puestas en práctica tras un accidente nuclear. Este enfoque puede ser muy útil para el análisis de impactos ambientales por las siguientes razones: en primer lugar este enfoque permite superar alguna de las críticas ya famosas en la valoración de intangibles como es la de la falta de familiaridad con el bien objeto de estudio y, por tanto, la ausencia de preferencias formadas para determinados bienes. En esta línea, hemos observado cómo afecta a un participante la opinión de otros en su misma situación. En este sentido la información unidireccional desde el encuestador hacia el entrevistado, aunque venga avalada por expertos, es interpretada como si se tratase de una única fuente de información. Un aumento del número de expertos, informadores, etc., se ve como «más de lo mismo», mientras que escuchar a otros participantes imprime mayor objetividad e independencia al debate.

En segundo lugar, en un jurado de ciudadanos, la información recogida de los participantes, tanto en su papel de particulares como de ciudadanos, es mucho más amplia, permitiéndonos revisar, a partir del ejercicio mismo, los objetivos, las motivaciones, los aspectos olvidados, el reconocimiento de los derechos de propiedad y la conciencia de comunidad, entre un largo etcétera. Por otra parte, manejar más información permite que las preferencias genéricas por bienes, sobre los que no se tiene una actitud definida, se desarrollen de modo consistente, y no provocadas *ad hoc* por

el «no saber que decir ahora pero reconozco que esto debe ser importante» en el momento de una encuesta convencional.

Otro aspecto que queremos resaltar de este estudio es que, como era previsible, la valoración de impactos ambientales refleja los componentes culturales de dos comunidades muy diferentes –sirva de ejemplo la falta de tradición e interés en el bienestar animal o la preocupación inherente a la gestión del agua en el caso español. Esto nos lleva a considerar el entorno cultural como una variable que va a afectar a la valoración

Los dos jurados seleccionados se comprometieron desde el principio con el experimento y fueron generosos con su tiempo, lo que viene a apoyar la literatura reciente acerca de la participación ciudadana, que, junto con la modelización de la elección puede ser una herramienta para extraer los valores comunitarios con preferencia sobre los individuales y contribuir así, de forma eficiente, a la elaboración de políticas de restauración más cercanas a las necesidades locales. Evidentemente, como cualquier enfoque metodológico, los jurados de ciudadanos están sujetos a ciertas limitaciones como puede ser si realmente los participantes pueden fragmentar su experiencia de la manera que el experimento de elección exige. En este trabajo se ha pretendido, tal y como hemos mencionado a lo largo del mismo, reducir al máximo la influencia negativa de estas limitaciones.

En cuanto a posibilidades de investigación futuras, y en relación con el proceso de formación de preferencias, este enfoque puede ser muy útil para estudiar cómo se desarrollan las preferencias genéricas y analizar los efectos de una mayor información, un mejor procesamiento y maduración de la misma y de las decisiones y sobre las distintas posturas que ante un proyecto puede adoptar el individuo; ya que permite recoger las impresiones y rechazos que suscita un ejercicio en concreto e incorporar esta información al ejercicio en sí mismo; en otras palabras, su principal fortaleza es la retroalimentación inmediata de todos los aspectos relevantes de un estudio particular. Un aspecto concreto e interesante para estudiar en el futuro, y fácilmente realizable cuando se utilizan los jurados, será si las preferencias siguen un patrón de evolución determinado, tras sesiones repetidas y separadas en el tiempo, o por el contrario han alcanzado su cénit y no habrá cambio inmediato; o si es posible la decisión colectiva y ésta coincide con las individuales o no y cotejar así, si realmente los individuos asumen papeles distintos al de individuos particulares intentando maximizar su propio bienestar y el de los suyos.

Bibliografía

- Aldred, J. y Jacobs, M. (2000). «Citizens and wetlands: evaluating the Ely citizen's jury». *Ecological Economics*, 34 (2):217-232.
- Álvarez-Farizo, B., Hanley, N., Barberán, R. y Lázaro, A. Valuing non-market benefits in valuation workshops: The choice of a citizen's jury. *Ecological Economics* (en prensa, agosto 2006).
- Álvarez-Farizo, B. y Gil, J.M., (2003). *Valuing Side-Effects Associated With Countermeasures For Radioactive Contamination*. Deliverable 7 of the Strategy Project. http://www.strategy-ec.org.uk/output/reports/D7_Valuation%20of%20cms.pdf.

- Bennett, J. y Blamey, R. (2001). *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Blamey, R.K.; Bennett, J.W. y Louviere, J.J. (1996). *A comparison of stated preference techniques for estimating environmental values*. Choice Modelling Research Reports, no 1.
- Blamey, R.K.; Rolfe, J.C. y Bennett, J.W. (1997). *Environmental Choice Modelling: Issues and Qualitative Insights*, «Choice Modelling Research Reports», n.º 4.
- Bonano, E.J.; Apostolakis, G.E.; Salter, P.F.; Ghassemi, A. y Jennings, S. (2000). *Application of risk assessment and decision analysis to the evaluation, ranking and selection of environmental remediation alternatives*. «Journal of Hazardous Materials» 71 (1-3):35-57 Sp. Iss. SI Jan 7 2000.
- Bonnieux, F.; Daucé, P. y Rainelli, P. (1980). *Impacts socio-économiques de la marée noire provenant de l'Amoco Cadiz*, Rennes, Inra-UVLOE, rapport et annexes.
- Bonnieux, F. y Le Goffe, P. (1997). *Valuing the benefits of landscape restoration: a case study of the Cotentin in Lower Normandy, France*. «Journal of Environmental Management», 50:312-333.
- Bonnieux, F. y Rainelli, P. (1991). *Catastrophe écologique et dommages économiques: problèmes d'évaluation à partir de l'Amoco Cadiz*, Inra, Economica, París.
- Bonnieux, F. y Rainelli, P. (1993). *Assessing marine resources damage and the clean-up cost of oil spills*. The European Association of Environmental and Resource Economists, Fourth Conference June 30- July 3, Fontainebleau France.
- Bonnieux, F. y Rainelli, P. (2001). *L'évaluation des pertes d'aménité des pêcheurs à pied suite au naufrage de l'Erika*, colloque Erika, Ifremer, Nantes, 6 novembre.
- Brans, E.H.P. y Uilhoorn, M. (2001). *Liability for damage to natural resources*. Background Paper for EU White Paper on Environmental Liability.
- Brown, T., Peterson, G., Tonn, B., (1995) The values jury to aid natural resource decisions. *Land Economics* 71, (2): 250-260.
- Brown, T.; Barro, S.C.; Manfredo, M.J. y Peterson, G. (1995). «Does better information about the good avoid the embedding effect». *Journal of Environmental Management*, 44:1-10.
- Burgess, L. y Street, D. (2004). «Optimal designs for asymmetric choice experiments». *Cen-SoC Working Paper*, No. 04-004. University of Technology, Sydney, Australia.
- Carson, R.; Mitchell, R.; Hanemann, W.; Kopp, R., Presser, S. y Ruud, P. (1992). *A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill*. A report to the Attorney General of the State of Alaska, November.
- Carson, R. y Hanemann, W. (1992). *A preliminary economic analysis of recreational fishing losses related to the Exxon Valdez oil spill*. A report to the Attorney General of the State of Alaska.
- Gómez, C.; Nova, F.J. y Paniagua, A. (1999). *Actitudes y comportamientos hacia el medio ambiente en España*. CIS.
- Coote, A. y Lenaghan, J. (1997). *Citizens' Juries: Theory into Practice*. London: Institute for Public Policy Research.
- Cox, G.; Beresford, N.A.; Álvarez, B., Nisbet, A.; Oughton, D.; Kis, Z.; Eged, K.; Andersson, K.; Thørring, H.; Hunt, J.; Wright, S.; Barnett, C.; Gil, J.; Howard, B.J. y Crout, N.M.J. (2005). *Identifying optimal agricultural countermeasure strategies for a hypothetical contamination scenario using the strategy model*. «Journal of Environmental Radioactivity», 83:383-397.
- Cropper, M.L. y Sussman, F.G. (1990). *Valuing future risks to life*. «Journal of environmental economics and management», 19, (2):160-174.
- Green, P.E. y Srinivasan, V. (1978). Conjoint Analysis in consumer research: issues and outlook, *Journal of Consumer Research*, 5:103-123.

- Hair, J.F.; Anderson, R.E.; Tatham, R.L. y Black, W.C. (1995). *Multivariate data analysis with readings*. Prentice Hall Int. Eds.
- Hanley, N. y Mourato, S. (1999). «Choice modelling: a superior alternative for environmental valuation?» plenary paper, EAERE conference, June.
- Hanley, N.; Mourato, S. y Wright, R. (2001). «Choice modelling approaches: a superior alternative for environmental valuation?» *Journal of Economic Surveys*, 15:433-460.
- Hanley, N.; Shogren, J.F. y White, B. (1997). *Environmental Economics in theory and practice*. Macmillan Press Ltd.
- Hanley, N.; Wright, R. y Álvarez-Farizo, B. (2005). «Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive». *Journal of Environmental Management* (en prensa).
- Harrison, G. W. y Lesley, J. (1996). Must Contingent Valuation Surveys Cost So Much? *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, 1:79-95.
- Holl, K.D. y Howarth, R.B. (2000). «Paying for restoration». *Restoration Ecology* 8 (3):260-267 Sep.
- Howard, B.J.; Beresford, N.A.; Nisbet, A.; Cox, G.; Oughton, D.H.; Hunt, J. B.; Álvarez, B.; Andersson, K.G.; Liland, A. y Voigt, V. (2005). «The STRATEGY project: decision tools to aid sustainable restoration and long-term management of contaminated agricultural ecosystems». *Journal of Environmental Radioactivity*, 83:275-295
- Jefferson Centre (2004). *Citizens' Jury Handbook*. Minnesota, Estados Unidos.
- Kenyon, W.; Hanley, N. y Nevin, C. (2001). «Citizens' Juries: An Aid to Environmental Valuation?» *Environmental Planning C: Government & Policy*, 19, 4:557-566.
- Kenyon, W.; Kevin, C. y Hanley, N. (2003). «Enhancing environmental decision-making using citizens' juries». *Local Environment*, April 2003, vol. 8, n.º 2:221-232 (12).
- Kontoleon, A.; Macrory, R. y Swanson, T. (2001). Individual preferences, expert opinion and environmental decision making: an overview of the issues. Paper prepared for the Symposium on Law and Economics of Environmental policy.
- Lancaster, K. (1966): «A new approach to consumer theory». *Journal of Political Economy*, 74:132-57.
- Louviere, J.J.; Hensher, D.A. y Swait, J.D. (2000). *Stated Choice Methods. Analysis and Application*. Cambridge University Press.
- McFadden, D. (1974). «Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behaviour», in Zarembka, P.(ed). *Frontiers in Econometrics*. Academic Press, New York.
- MacMillan, D.; Philip, L.; Hanley, N. y Alvarez-Farizo, B. (2003): «Valuing non-market benefits of wild goose conservation: a comparison of interview and group-based approaches». *Ecological Economics*, 43:49-59.
- Mazzotta, M. y Opaluch, J. (1995). «Decision making when choices are complex: A test of Heiner's hypothesis», *Land Econom.* 71:500-515.
- Mazzotta, M.J.; Opaluch, J.J. y Grigalunas, T.A. (1994). «Natural resource damage assessment: the role of restoration». *Natural Resources Journal*, 34:153-178.
- Montgomery, D.C. (2001). *Design and analysis of experiments*. 5th Edition. John Wiley and Sons, Inc. 684 pp.
- Navrud, S. (2003). «Methodologies and Results of Oil Spill Damage Assessments: Institutional Framework in the EU and the US», Seminario Científico Internacional *Efectos económicos, sociales e ambientais da marea negra do Prestige*, 7 y 8 de Marzo de 2003, Santiago de Compostela.
- NOAA (1983). «Assessing the social costs of oil spills: The Amoco Cadiz case study», US Department of Commerce NOAA.

- NOOA (1997). *Natural Resource Damage Assessment Guidance Document: Scaling Compensatory Restoration Actions*. Prepared by the Damage Assessment and Restoration Program, National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD. December.
- O'Connor, M. (2000a). «The VALSE project: an introduction», *Ecological Economics*, 34:165-174.
- O'Connor, M. (2000b). «Pathways for environmental valuation: a walk in the (hanging) Gardens of Babylon», *Ecological Economics*, 34:175-193.
- Sagoff, M. (1988). *The Economy of the Earth*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sagoff, M. (1998). «Aggregation and Deliberation in Valuing Environmental Public Goods: A Look Beyond Contingent Pricing.» *Ecological Economics*, 24:213-230.
- Spash, C. L. (2000). *The concerted action on environmental valuation in Europe (EVE): an introduction*. Cambridge Research for the Environment, Department of Land Economy, University of Cambridge, Cambridge.
- Street, D.; Burgess, L. y Louviere, J. (en prensa). «Quick and easy choice sets: Constructing optimal and nearly optimal stated choice experiments». *Journal of Marketing Research*.
- Swait, J. y Adamowicz, W. (1996). *The Effect of Choice Environment and Task Demands on Consumer Behaviour: Discriminating Between Contribution and Confusion*. Working paper, Department of Rural Economy, Alberta.
- Unsworth, R.E. y Bishop, R.C. (1994). «Assessing natural resource damages using environmental annuities». *Ecological Economics*, 11:35-41.
- Vázquez Rodríguez MX, Leon CJ. (2004). «Altruism and the economic values of environmental and social policies». *Environmental & Resource Economics* 28 (2):233-249.
- White, I. y Nichols, J. (1982). «Considérations pratiques concernant le coût des marées noires in OCDE», 1982. Le coût des marées noires: 77-96.

Anexo

Actitudes generales y específicas

Orden ¹⁶	Cumbria
A	En caso de contaminación por radioactividad local preferiría consumir alimentos importados de otra región o país.
A	Todos los productos deberían estar etiquetados de modo que expliquen claramente la cantidad de radioactividad que contienen.
A	La información disponible sobre temas de contaminación radioactiva es insuficiente y poco comprensible para el público general.
A	Todos los productos debería contener información clara sobre si el lugar de procedencia ha sido afectado por la contaminación radioactiva.
A	Los consumidores en Gran Bretaña no dispusieron de suficiente información después del accidente acaecido en Chernobyl
I	Estaría dispuesto a aceptar el coste monetario por remediar las consecuencias derivadas de retirar la contaminación radioactiva después de un accidente
I	Creo que los beneficios para la humanidad de la energía nuclear son mayores que las desventajas.
I	Los riesgos para la salud asociados con la radioactividad son exagerados considerablemente.
D	Mi familia y yo consumiríamos productos considerados seguros por los expertos aún cuando contengan algo de radioactividad.
D	No me importaría que mi familia y yo mismo consumiéramos productos que han sido tratados para retirar la contaminación por radioactividad.
D	Las autoridades deberían ocultar parte de la información sobre áreas afectadas por radioactividad por un accidente para evitar el pánico en la población

Orden ¹⁶	Zaragoza
A	Todos los productos deberían estar claramente etiquetados, expresando claramente la cantidad de OMG ¹⁷ que contienen y de dónde proceden.
A	No existe suficiente información comprensible por el público en general sobre los contaminantes de nuestro entorno.
A	Los jóvenes y niños de hoy heredarán un ambiente mucho más degradado del que hemos disfrutado las generaciones presentes.
A	Estaría dispuesto a contribuir económicamente para remediar las consecuencias de un contaminante tras un accidente.
I	Compro productos ecológicos a pesar de que son más caros, ya que son más saludables.
I	Creo que la política ambiental actual ha mejorado la situación precedente sustancialmente.
D	Mi familia y yo estamos dispuestos a consumir productos con OMG.
D	Antes de ayudar a países en desarrollo deberíamos solucionar los problemas nacionales.
D	Creo que los beneficios para la humanidad de la energía nuclear superan las desventajas.
D	Los riesgos para la salud asociados con la radioactividad son generalmente exagerados.
D	Las autoridades gastan mucho en proteger y preservar el medio natural.

¹⁶ A: Acuerdo; I: Indiferencia; D: Desacuerdo.

¹⁷ OMG: Organismos Modificados Genéticamente.